

基于主成分分析的水平潜流湿地磷去除模型

张岩^{1,2}, 崔丽娟^{1,2*}, 李伟^{1,2}, 张曼胤^{1,2},
赵欣胜^{1,2}, 王义飞^{1,2}, 张亚琼^{1,2}

(1. 中国林业科学研究院湿地研究所, 北京, 100091; 2. 湿地生态功能与恢复北京市重点实验室, 北京, 100091)

摘要: 通过对水平潜流湿地(HSSF—CW) 3a运行效果进行研究, 分析了HSSF—CW不同处理单元单位面积总磷(TP)去除率对水温的响应变化曲线, 利用正弦函数对各处理单元不同时间单位面积TP去除率变化过程进行了拟合, 并通过主成分分析(PCA)和冗余分析(RDA)筛选影响磷去除的主要环境因子, 进而利用人工神经网络(ANN)对各处理单元出水总磷浓度(TP_o)进行了模拟。结果表明: 水温较低时($<20^{\circ}\text{C}$), 单位面积TP去除率对水温变化不敏感, 随温度升高($>20^{\circ}\text{C}$), 单位面积TP去除率升高并出现较大波动, 最高达 $3.27\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$; 单位面积TP去除率与水温之间存在一定的多项式函数关系($R^2=0.1082, p=0$), 不同处理单元拟合关系存在一定差异($R^2=0.318\sim 0.350$); 不同月份单位面积TP去除率符合正弦变化规律($R^2=0.231, p=0$), 夏季去除率高于秋季, 平均单位面积去除率为 $(0.331\pm 0.132)\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, 8月份出现最大值 $(0.397\pm 0.125\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d}))$; 通过PCA和RDA对不同环境因子与单位面积TP去除率之间的关系进行分析, 发现单位面积TP去除率与进水TP质量浓度、水温、流量、溶解氧和蒸散发之间呈一定的正相关性, 而与水深之间无显著相关关系; 选取影响磷去除效果的主要环境因子进水TP质量浓度、水温、流量、溶解氧、pH值和蒸散发作为输入参数, 构建ANN预测模型, 通过反向学习算法和交叉验证对模型构型进行了构建和筛选, 结果表明输入层、隐含层和输出层中神经元最佳构型分别为6—3—1; 利用层次分析法将数据集分为训练集和验证集两部分, 通过对比不同处理单元 TP_o 实测值和模拟值, 表明模型能够基本反映 TP_o 的变化趋势和范围($R^2=0.677\sim 0.800$)。该研究可为管理和改善水平潜流湿地运行效果提供参考。

关键词: 磷, 主成分分析, 模型, 水平潜流湿地, 人工神经网络

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2013.13.026

中图分类号: X524

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2013)-13-0200-08

张岩, 崔丽娟, 李伟, 等. 基于主成分分析的水平潜流湿地磷去除模型[J]. 农业工程学报, 2013, 29(13): 200—207.

Zhang Yan, Cui Lijuan, Li Wei, et al. Modeling phosphorus removal in horizontal subsurface constructed wetland based on principal component analysis[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013, 29(13): 200—207. (in Chinese with English abstract)

0 引言

水平潜流湿地(horizontal subsurface constructed wetland, HSSF—CW)是水流在基质内整体呈水平状态, 其维护费用低, 且不易受低温影响, 目前常被用于污水的二级处理过程^[1-2]。对于污染物生化反应过程的量化有助于管理和改善人工湿

地的运行效果。运用数学模型模拟湿地生态系统是实现量化研究的重要途径。通过动力学模型对湿地生态要素之间的相互关系进行模拟, 能够有效反映湿地生态系统内部运行机制, 可为改善和提高湿地生态系统服务功能提供决策支持和科学依据^[3-4]。湿地生态系统内部的生化反应过程大多呈非线性^[5-6], 且统计模型的构建常基于数据的特定分布特征^[7], 增加模型输入参数可在一定程度上提高模型的精度, 但同时也会增加模型的复杂性, 从而使其应用受到局限。

作为多元回归等统计分析方法的延伸^[8], 主成分分析(principal component analysis, PCA)和冗余分析(redundancy analysis, RDA)通过分析变量之间的相关性差异, 能够有效分析和简化数据集, 降低数据维度, 从而在保持数据集对方差贡献最大化前提下, 提取主要信息, 以便于更好地解释数据变

收稿日期: 2013-05-02 修订日期: 2013-06-04

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项“潜流湿地磷去除动力学机制研究”(CAFINT2013C13); 中国林业科学研究院基本科研业务费项目“兼顾景观功能的小型人工湿地设计研究”(CAFYBB2012010)

作者简介: 张岩(1986—), 男(汉族), 山东滨州人, 博士生, 主要从事湿地磷循环动力学研究。北京 中国林业科学研究院湿地研究所, 100091。Email: stuzym@126.com

*通信作者: 崔丽娟(1968—), 女(汉族), 吉林白城人, 研究员, 博士生导师, 主要从事湿地生态研究。北京 中国林业科学研究院湿地研究所, 100091。Email: lkyclj@126.com wetlands108@126.com

量。目前，RDA 常被用于分析不同构建要素，如面积、植被类型和温度对人工湿地运行效果的影响^[9]。Zhang 等^[10]通过 RDA 对微生物群落和植被类型之间的相关性进行了研究。Chazarenc 等^[11]通过对微生物群落生理水平指标进行 PCA 分析，发现微生物活动对不同污染物的去除效果存在一定影响。Volodymayr 等^[12]通过 PCA 提取人工湿地污染物去除的主要影响因子，并通过筛选便于野外操作的环境因子，减少模型输入变量，从而有效提高了预测模型的准确性和适用性。

人工神经网络(ANN)在时间序列预测、模式识别和过程控制等方面越来越受到广泛应用^[13]。ANN 由于不考虑数据的分布特征，常被用于解决非正态分布和预测问题^[14-18]。Akratos 等^[19]利用 ANN 对有机物的去除过程进行了拟合，提出了有机物出水浓度的预测模型。Nour 等^[20]对天然湿地水流特征进行了 ANN 模拟，并提出了总磷出水浓度变化的 ANN 预测模型。

本文针对 HSSF-CW，分析不同环境因子对磷去除效果的影响，并通过 PCA 和 RDA，寻找主要影响因子，以建立出水总磷浓度的 ANN 预测模型。该研究对于量化 HSSF-CW 内部运行机制以及有效管理和改善 HSSF-CW 的运行效果具有重要意义。

1 材料与方 法

1.1 水平潜流湿地

本研究中的 HSSF-CW 位于北京市顺义区北京市野生动物救护与繁育中心。该 HSSF-CW 由 3 个级联处理单元组成(表 1)。基质采用粒径为 5~15 和 15~30 mm 的砾石，铺砌厚度分别为 50 和 20 cm。上层基质按 2 株/m²的密度种植生长良好且大小均一的水生植物。为促进系统内部复氧过程，在各处理单元中按 1 根/m²的密度设置长 50 cm，直径 10 cm 的 PVC 管。进水负荷为 300 m³/d，水力停留时间为 10 h。

表 1 水平潜流湿地不同处理单元配置
Table 1 Configurations of different treatment cells of the HSSF-CW

配置参数 Configuration	处理单元 Treatment cells		
	I	II	III
长度 Length/m	20	22	25
面积 Area/m ²	170	160	81
土粒密度 Particle density/(g·m ³)	2.43	1.80	1.44
孔隙度 Porosity/%	91	62	50
植被 Vegetation	鸢尾	千屈菜	鸢尾
拉丁学名 Latin name	<i>Iris tectorum</i>	<i>Spiked Loosestrife</i>	<i>Iris tectorum</i>
栽植密度 Plant density/(株·m ²)	2	2	2

1.2 样品采集与监测

于 2010 年 6 月—2012 年 11 月每周监测一次水质变化。分别沿各处理单元进水口、中间段和出水口横断面选取 3 个样点采集水样，每个样点做 3 个重复(图 1)。水样用 500 mL 塑料瓶取回，保存在 4℃ 条件下，以备实验室内水质测定。本研究主要选取 10 个指标，其中水温(Temp)、溶解氧(DO)、pH 值和电导率(Cond)采用 YSI6820 (YSI, USA) 多参数水质监测仪现场测定，流量(Flow)和水深(Depth)采用 SonTek (YSI, USA) 野外流速流量仪测定，气象因子包括降雨(Rain)、太阳辐射(Solar)和蒸散发(ET)利用 WeatherHawk(CampSci, USA) 便携式野外气象站每小时采集一次。

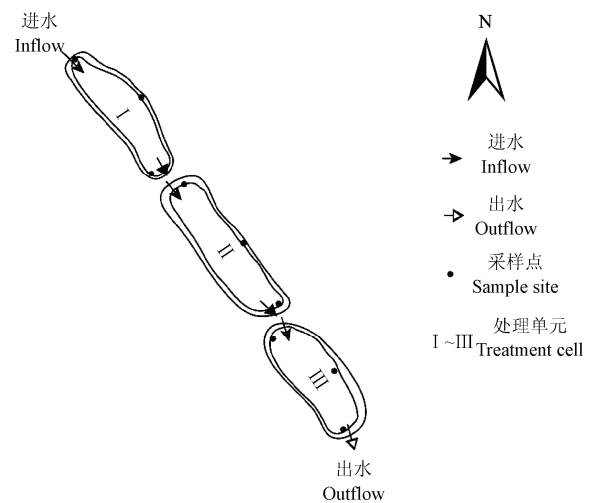


图 1 水平潜流湿地示意图

Fig.1 Scheme of the HSSF-CW

利用 SmartChem 200 间断式化学分析仪(WestCo, USA)对水样进行分析，测定指标包括总磷(TP)、磷酸盐(PO₄-P)、总氮(TN)、氨氮(NH₃-N)以及硝氮(NO₃-N)等指标。本研究选取 TP 作为模型拟合指标，选择的参数包括：进水 TP 质量浓度(TP_i)、Temp、DO、pH、Cond、Flow、Depth、Rain、Solar 和 ET。

1.3 数据处理

单位面积 TP 去除率(g/(m²·d)) 计算公式为：

$$RE = \frac{TP_i - TP_o}{A} \times Flow \quad (1)$$

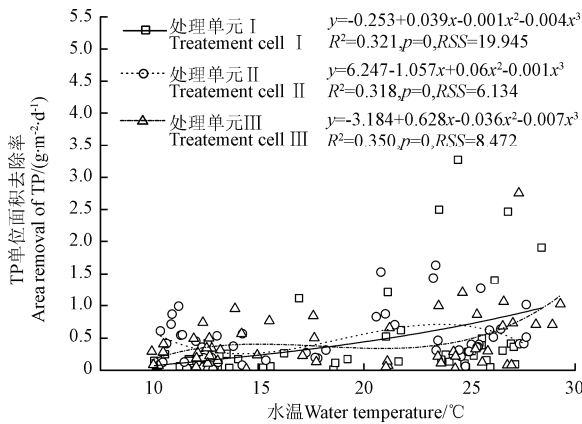
式中，TP_i和 TP_o分别为进出口 TP 质量浓度，mg/L；Flow 为流量，m³/d；A 为处理单元面积/m²。

不同环境因子与单位面积 TP 去除率之间的相关性以及不同处理单元去除效果差异采用 Origin 8.0 进行分析。PCA 和 RDA 采用 Canoco 4.5 和 CanoDraw 4.1。ANN 模型的构建采用 SPSS 16.0。

2 结果与分析

2.1 单位面积 TP 去除率时间变化

单位面积 TP 去除率在一定温度范围内随温度升高而升高(图2)。当温度低于 20℃时,单位面积 TP 去除率维持在 1.0 g/(m²·d)以下,随温度升高,单位面积 TP 去除率逐渐升高并出现较大波动,最高达 3.27 g/(m²·d)。不同处理单元单位面积 TP 去除率存在一定差异,随温度变化(9.9~29.3℃),各处理单元平均单位面积 TP 去除率分别为 I:(0.480±0.127) g/(m²·d)、II:(0.328±0.113) g/(m²·d)、III:(0.315±0.105) g/(m²·d)。



注: RSS 为拟合残差平方和(Residual sum of square)

图2 不同温度下各处理单元单位面积 TP 去除率变化
Fig.2 Changes of the area removal of TP at different wastewater temperatures in the three treatment cells

通过对比 6—11 月份平均单位面积 TP 去除率发现,不同月份单位面积 TP 去除率存在一定差异(图3)。HSSF—CW 对 TP 的去除主要集中在夏季,平均单位面积去除率为 (0.331±0.132) g/(m²·d),8 月份出现最大值(0.397±0.125 g/(m²·d))。秋季随温度降低,单位面积 TP 去除率逐渐降低,并在 11 月份出现最低值,平均单位面积 TP 去除率为 (0.183±0.074) g/(m²·d)。

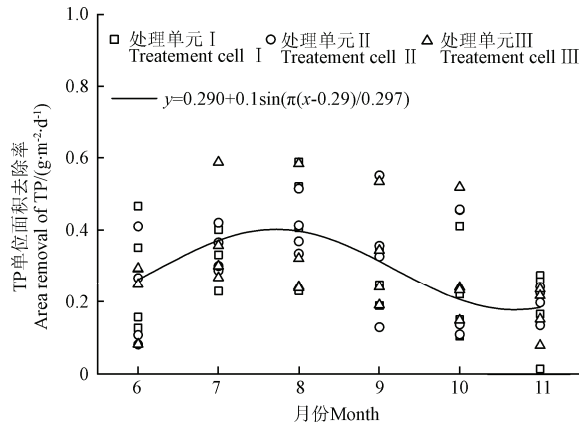
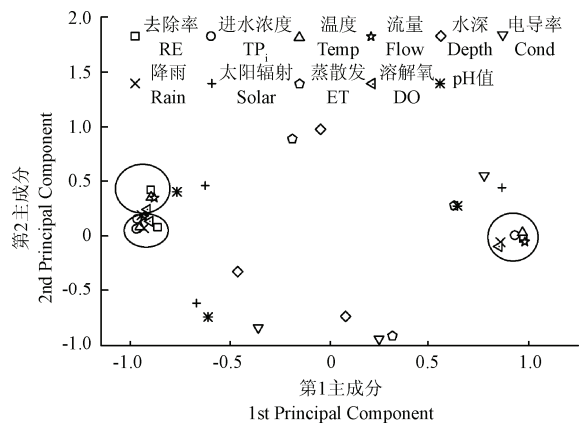


图3 不同月份各处理单元单位面积 TP 去除率变化
Fig.3 Monthly changes of the area removal of TP in different treatment cells

2.2 主成分分析 (PCA)

通过 PCA 提取的各主成分反映了不同环境因子的综合效应对磷去除效果的影响。在 $p=0.05$ 显著性水平下,通过方差最大化正交旋转,提取了前 3 个主成分,其方差解释率分别为 0.372、0.253 和 0.233。其中,第 1 主成分主要反映了 TP_i、Temp、DO、pH 值和 Cond 的影响,各因子的载荷系数分别为 0.969, 0.973, -0.917, 0.939 和 0.905,体现了水体理化因子的综合效应;第 2 主成分主要反映了 Depth 和 Flow 的影响,其因子载荷系数分别为 0.979 和 0.981,体现了水力特征因子的综合效应;第 3 主成分主要反映了 ET、Rain 和 Solar 的影响,其因子载荷系数分别为 0.966, -0.946 和 -0.926,体现了气象因子的综合效应。各处理单元不同环境因子的载荷分布特征表明该 HSSF—CW 单位面积 TP 去除率的主要影响因子包括 TP_i、Temp、DO、Flow 和 ET(图4)。



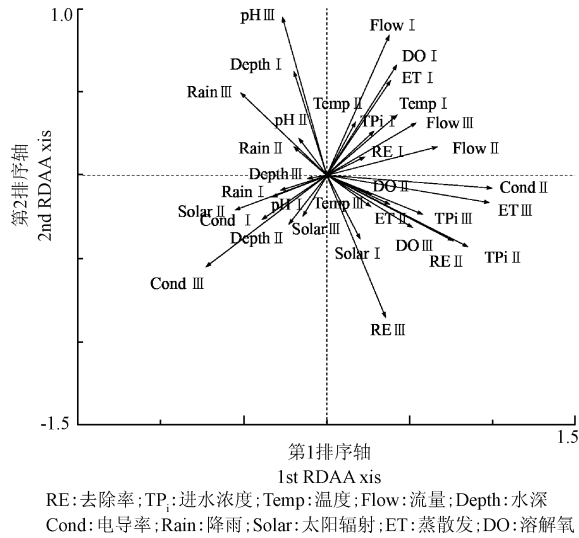
注:图中符号代表各处理单元不同环境因子的平均因子载荷
Note: Symbols in this graph indicate the average factor loading values for different treatment cells

图4 水平潜流湿地不同环境因子 PCA 分析

Fig.4 PCA ordinations for various environmental factors in the HSSF—CW

2.3 冗余分析 (RDA)

对各主成分数据进行中心化和标准化,通过蒙特卡罗置换检验对具有不同分布特征的数据进行校正,从而提取第一和第二坐标轴信息,其对总方差的解释率为 45.6%。对各处理单元不同环境因子进行 RDA 分析发现,单位面积 TP 去除率与 TP_i、Temp、Flow、DO、ET 之间存在一定的正相关关系,与 Rain、pH 值呈负相关性,Depth 与单位面积 TP 去除率之间没有明显的相关性(图5),这与 PCA 分析结果一致。此外,RDA 分析表明,pH 值与单位面积 TP 去除率之间存在一定的相关性。



注：图中 I—III 分别代表处理单元 I—III
Note: I—III represent the treatment cells I—III

图 5 各处理单元不同环境因子 RDA 排序分析

Fig.5 RDA ordinations for various environmental factors in different treatment cells

2.4 人工神经网络 (ANN)

由于同一主成分所代表的各环境因子在模型构建和校正过程中具有同等重要性，本研究根据 PCA 和 RDA 分析结果，选取了 TP_i 、Temp、Flow、DO、pH 值和 ET 作为各处理单元模型输入参数。同时，根据反向学习算法推算 ANN 网络隐含层神经元数为 3，从而构建 ANN 预测模型的网络构型为 6-3-1。采用层次分析法将数据集分训练集和验证集两部分，分别包括 102 和 68 组对应数据，通过经典梯度算法利用训练集数据构建和校正模型，并利用验证集数据对模型运行效果进行了验证。利用所构建模型模拟不同处理单元 TP_o ，并通过对比 TP_o 实测值和模拟值，表明模型基本能够反映 TP_o 的变化趋势和范围（图 6）。模拟结果和实测值存在一定差异，各处理单元拟合决定系数分别为 0.677、0.718 和 0.800（表 2）。对各处理单元 TP_o 预测值的平均绝对比例误差（mean absolute scaled error, MASE）进行比较，进一步表明该模型具有一定的有效性。

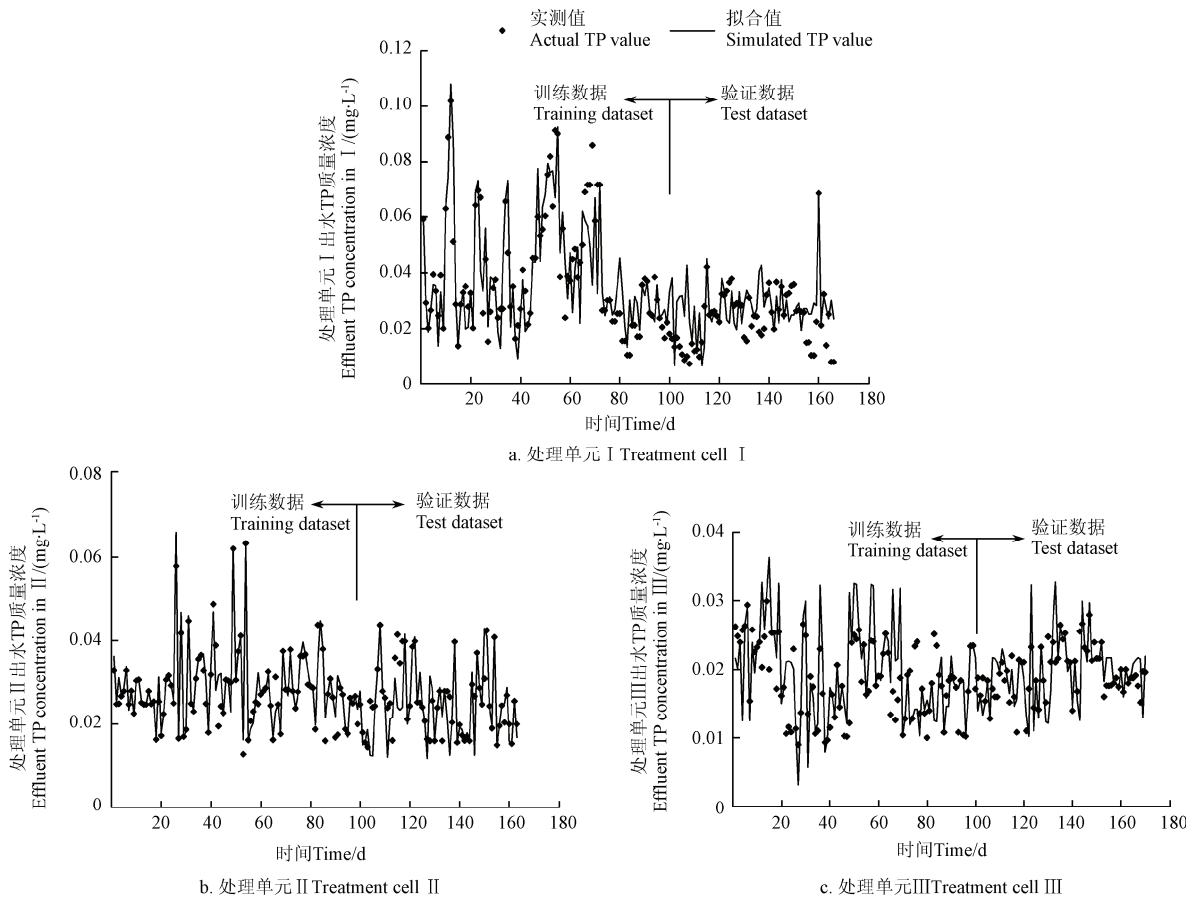


图 6 各处理单元 TP_o 的实测值和模拟值比较

Fig.6 Comparison of the actual and simulated TP_o values for different treatment cells

表 2 各处理单元拟合参数统计
Table 2 Statistics of simulation parameters for different treatment cells

处理单元 Treatment cell	平均绝对比例误差 MASE	拟合决定系数 R^2	样本量 n
I	2.153	0.677	166
II	1.303	0.718	163
III	1.091	0.800	170

3 讨论

本文分析了不同环境因子对 HSSF-CW 运行 3a 净化效果的影响,通过 PCA 和 RDA 提取了单位面积 TP 去除率的主要影响因子,包括进水 TP 质量浓度、水温、流量、溶解氧、pH 值和蒸散发等因子,同时构建了出水 TP 质量浓度的 ANN 预测模型,以便于进一步管理和改善 HSSF-CW 运行效果。

进水污染负荷与 TP_0 之间存在一定的指数关系^[21-23]。低浓度的营养负荷有助于基质生物膜的形成,同时能够为微生物和植物提供生长所需的营养盐。随进水污染负荷的增加,当污染负荷超过湿地生态系统的最大净化能力时, TP_0 会迅速增加。污染物背景浓度 C^* 和单位面积去除速率常数 k 与进水污染负荷密切相关,低污染负荷时, k 值随 TP_i 的增加而增加, C^* 与进水污染负荷之间存在显著的线性关系^[24]。

温度能够改变微生物酶活性,特别是低温下 ($<15^\circ\text{C}$), 温度对微生物反应过程的影响显著^[25]。人工湿地对磷的去除主要通过基质对磷酸盐的吸附作用,研究发现,吸附的同时会释放一定的热量,且吸附速率随温度升高而升高^[26-27]。然而也有学者研究发现,潜流湿地磷去除效果对温度不敏感^[28]。温度对人工湿地磷去除效果的影响除通过水体温度的变化外,还体现为季节的更替效应(图 3)。各处理单元 TP 单位面积去除率存在较大差异,这与进水质量浓度变化差异 ($0.012\sim 0.113\text{ mg/L}$) 有关,此外水禽活动对各单元处理效果也具有一定影响。本研究通过对平均单位面积 TP 去除率的月变化过程进行拟合,表明不同月份单位面积 TP 去除率在一定程度上符合正弦变化规律 ($R^2=0.231$, $p=0$),这与 Kadlec 等研究结果一致^[29]。多项式函数综合了零级和一级动力学模型特性,能够更好地描述生物化学反应过程^[30]。本研究运用三次多项式函数对不同温度下的单位面积 TP 去除率进行拟合,进一步表明单位面积 TP 去除率与温度之间存在一定的相关性(图 2, $R^2=0.1082$, $p=0$)。对各处理单元的拟合发现,其残差平方和超过 $3.5\text{ g}^2/(\text{m}^4\cdot\text{d}^2)$ ^[30],模型拟合程度较低,这与 HSSF-CW 运行条件受人为和水禽活动等因素所导致的随机影响较

大有关。

好氧细菌对磷酸盐的分解过程需要消耗大量的氧气^[31]。水体中 DO 含量的高低受植物生长活动的影响,植物通过光合作用释放氧气,并通过通气组织将氧气输送到根系,以维持其正常的生理生化过程。水体中 DO 存在一定的季节变化规律,冬季水体中氧的溶解能力低于夏季^[32],这与磷去除的季节波动一致。鸢尾的存在会一定程度上阻碍水体中的氧向基质传送的过程^[33],从而使得基质中较低浓度的氧成为磷去除的主要限制因素。本研究发现,DO 与单位面积 TP 去除率之间呈一定的正相关性(图 5)。不同处理单元水体中较低浓度的溶氧容易导致基质吸附的磷酸盐重新释放到水体中,从而增加了 TP_0 ,这与 Braskerud 的研究结果一致^[34]。

水体中游离的 CO_2 及碳酸盐含量的变化能够在一定时间内改变水体的 pH 值。植物根际微生物活动能够分泌大量的有机酸,并通过吸收水体中的氨氮降低水体 pH 值。随温度降低,有机物分解作用减弱,致使 CO_2 减少,从而引起水体 pH 值升高。

潜流湿地对 TP 的去除主要通过基质吸附和化学沉降作用,因而,TP 去除效果与基质理化特性和水力学特性密切相关^[35-37]。水力负荷较小时,污水的停留时间延长,有助于各类生化反应的充分进行,随水力负荷的提高,水体流速增加,磷酸盐与基质的反应时间减少,从而导致 TP_0 较高。本研究中水力负荷为 1.25 m/d ,高于报道的最佳水力负荷值 ($0.25\sim 0.35\text{ m/d}$)^[7]。此外,水力负荷与污染物单位面积去除速率常数 k 之间存在一定的关系,随水力负荷的增加 ($1\sim 4.2\text{ cm/d}$), k 值也会增加 ($12\sim 52\text{ m/a}$)^[23],而降低水力负荷能够在一定程度上提高 TP 去除率。

植物通过蒸腾作用将根系吸收的水分带到各器官和组织的同时,也会带走一定的磷酸盐,研究发现,植物通过蒸腾作用去除的磷酸盐为 $0.6\sim 1.3\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ ^[23]。植物将从水体和底泥中吸收的磷酸盐用于自身生长过程,而植物体的死亡和凋落又会将吸收的磷酸盐重新释放,这个过程与植物的蒸腾速率密切相关^[23]。降雨会在一定程度上增加湿地中的磷含量,但同时也会降低蒸散发速率。不同地区大气沉降返回湿地中的磷含量也会有所差异 ($2\sim 80\text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$)^[23]。通过在模型中加入气象因子,增加气象因素的影响,有助于提高模型预测的精度。

由于 ANN 模型不考虑数据的分布特征,常被用于描述不同污染物的去除过程^[38]。本研究通过 PCA 和 RDA 选取进水 TP 质量浓度、水温、流量、溶解氧、pH 值和蒸散发作为模型的输入参数。研究发现,模型拟合决定系数 $R^2>0.5$ ^[39],表明所构建

模型具有一定的有效性。本研究拟合决定系数和 MASE 值与前人研究结果存在一定差异^[40-41], 这与模型输入参数以及植物群落类型和结构差异有关。此外, HSSF-CW 磷去除过程受多种因素的综合影响^[42-43], 本研究在砾石基质条件下选取千屈菜和鸢尾 2 种水生植物, 不同类型水生植物的磷去除能力差异在模型构建过程中尚未作为参数加以考虑, 因而模型的应用存在一定的局限性。

4 结 论

温度除通过水温变化影响磷去除效果外, 还体现为季节更替效应。水温较高时 ($>20^{\circ}\text{C}$), 单位面积 TP 去除率对水温变化较敏感, 且波动较大; 不同月份单位面积 TP 去除率存在一定差异, 且符合正弦变化规律, 8 月份出现最大值 ($0.397\pm 0.125\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$)。

水平潜流湿地单位面积 TP 去除率主要受进水 TP 质量浓度、水温、流量、溶解氧、pH 值和蒸散发等环境因子影响, 基于对不同环境因子的 PCA 和 RDA 分析, 通过 ANN 模型对不同处理单元出水 TP 浓度进行预测, 表明模型具有一定的有效性。充分考虑影响磷去除的不同环境因子及其综合效应, 并在模型构建过程中丰富输入参数的内涵, 有助于进一步提高拟合模型的精度和实用性。

[参 考 文 献]

- [1] 崔丽娟, 李伟, 张曼胤, 等. 复合人工湿地运行 2a 净化水禽污水效果[J]. 农业工程学报, 2011, 27(12): 234-240.
Cui Lijuan, Li Wei, Zhang Manyin, et al. Effects of waterfowl sewage treatment by integrated artificial wetland running for 2 years[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2011, 27(12): 234-240. (in Chinese with English abstract)
- [2] 王岩, 王科科, 赵颖. 模拟潜流人工湿地处理猪场废水的实验研究[J]. 农业工程学报, 2006, 22(增刊 2): 260-263.
Wang Yan, Wang Keke, Zhao Ying. Experimental study on swine wastewater treatment by using the simulated subsurface constructed wetland[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2006, 22(Supp.2): 260-263. (in Chinese with English abstract)
- [3] Rousseau D P, Vanrolleghem P A, Pauw N D. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis[J]. Ecological Engineering, 2004, 23(3): 151-163.
- [4] Wynn T M, Liehr S K. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model[J]. Ecological Engineering, 2001, 16(4): 519-536.
- [5] 宋新山, 严登华, 陈燕, 等. 不同布水方式下水平潜流人工湿地水动力学机制研究[J]. 水利学报, 2010, 41(7): 818-825.
Song Xinshan, Yan Denghua, Chen Yan, et al. Hydrodynamic mechanism of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different inflow configurations[J]. Shui Li Xue Bao, 2010, 41(7): 818-825. (in Chinese with English abstract)
- [6] 闻岳, 周琪. 水平潜流人工湿地模型[J]. 应用生态学报, 2007, 18(2): 456-462.
Wen Yue, Zhou Qi. Horizontal subsurface flow constructed wetland models[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(2): 456-462. (in Chinese with English abstract)
- [7] Kadlec R H, Knight R L. Treatment Wetlands[M]. New York: CRC Press, 1996.
- [8] Van den Wollenberg A L. Redundancy analysis: An alternative for canonical correlation analysis[J]. Psychometrika, 1977, 42(2): 207-219.
- [9] Maltais-Landry G, Maranger R, Brisson J, et al. Greenhouse gas production and efficiency of planted and artificially aerated constructed wetlands[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(3): 748-754.
- [10] Zhang C B, Wang J, Liu W L, et al. Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed wetland[J]. Ecological Engineering, 2010, 36(1): 62-68.
- [11] Chazarenc F, Brisson J, Merlin G. Seasonal and Spatial Changes of Microorganism Communities in Constructed Wetlands: A Community Level Physiological Profiling Analysis[J]. International Journal of Chemical Engineering, 2010, 157(3): 197-203.
- [12] Tomenko V, Ahmed S, Popov V. Modelling constructed wetland treatment system performance[J]. Ecological Modelling, 2007, 205(3): 355-364.
- [13] Nayak P C, Rao Y R, Sudheer K P. Groundwater level forecasting in a shallow aquifer using artificial neural network approach[J]. Water Resource Management, 2006, 20(1): 77-90.
- [14] Wang W, Gelder P H V, Vrijling J, et al. Forecasting daily streamflow using hybrid ANN models[J]. Journal of Hydrology, 2006, 324(1): 383-399.
- [15] Liu J G, Savenije H H, Xu J X. Forecast of water demand in Weinan City in China using WDF-ANN model[J]. Physics and Chemistry of the Earth, 2003, 28(4): 219-224.
- [16] Talebizadeh M, Moridnejad A. Uncertainty analysis for the forecast of lake level fluctuations using ensembles of ANN and ANFIS models[J]. Expert Systems with Applications, 2011, 38(4): 4126-4135.

- [17] Zeng W H, Song Q L, Liu H C, et al. Research on ANN-based Pre-warning Water Bloom Model of LiuHai Lake in Beijing[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2010, 2(1): 625—635.
- [18] Naz M, Uyanik S, Yesilnacar M I, et al. Side-by-side comparison of horizontal subsurface flow and free water surface flow constructed wetlands and artificial neural network (ANN) modelling approach[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(8): 1255—1263.
- [19] Akrotos C S, Paspaspyros J N E, Tsihrintzis V A. An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2008, 143(1): 96—110.
- [20] Nour M H, Smith D W, El-Din M G, et al. The application of artificial neural networks to flow and phosphorus dynamics in small streams on the Boreal Plain, with emphasis on the role of wetlands[J]. *Ecological Modelling*, 2006, 191(1): 19—32.
- [21] Mitsch W J, Gosselink J G. *Wetlands*[M]. New York: John Wiley and Sons, 2000.
- [22] Fisher J, Stratford C, Buckton S. Variation in nutrient removal in three wetland blocks in relation to vegetation composition, inflow nutrient concentration and hydraulic loading[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(10): 1387—1394.
- [23] Kadlec R H, Wallace S D. *Treatment wetlands*[M]. New York: CRC Press, 2009.
- [24] Kadlec R H. The inadequacy of first-order treatment wetland models[J]. *Ecological Engineering*, 2000, 15(1): 105—119.
- [25] Akrotos C S, Tsihrintzis V A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2007, 29(2): 173—191.
- [26] Faust S D, Aly O M. *Adsorption processes for water treatment*[M]. Boston: Butterworth, 1987.
- [27] 陈丽丽, 赵同科, 张成军, 等. 不同人工湿地基质对磷的吸附性能研究[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(3): 587—592.
Chen Lili, Zhao Tongke, Zhang Chengjun, et al. Phosphorus adsorption properties of different substrates in constructed wetland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(3): 587—592. (in Chinese with English abstract)
- [28] Goulet R R, Pick F R, Droste R L. Test of the first-order removal model for metal retention in a young constructed wetland[J]. *Ecological Engineering*, 2001, 17(4): 357—371.
- [29] Kadlec R H, Axler R, McCarthy B, et al. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*[M]. Southampton, Boston: WIT Press, 2003.
- [30] Mitchell C, McNevin D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics[J]. *Water Research*, 2001, 35(5): 1295—1303.
- [31] 陈垚, 周健, 何强, 等. 环境因子对好氧磷酸盐还原除磷效能的影响[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(23): 21—25.
Chen Yao, Zhou Jian, He Qiang, et al. Effects of environmental factors on phosphorus removal efficiency by aerobic phosphate reduction[J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27(23): 21—25. (in Chinese with English abstract)
- [32] Sindilariu P D, Brinker A, Reiter R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(5): 711—722.
- [33] 吴海明, 张建, 李伟江, 等. 人工湿地植物泌氧与污染物降解耗氧关系研究[J]. *环境工程学报*, 2010(9): 1973—1977.
Wu Haiming, Zhang Jian, Li Weijiang, et al. Relationship between oxygen release from plants in constructed wetland and oxygen demand for pollutant degradation[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2010, 4(9): 1973—1977. (in Chinese with English abstract)
- [34] Braskerud B. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution[J]. *Ecological Engineering*, 2002, 19(1): 41—61.
- [35] Sakadevan K, Bavor H J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems[J]. *Water Research*, 1998, 32(2): 393—399.
- [36] Grüneberg B, Kern J. Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands[J]. *Water science and technology*, 2001, 44(11): 69—75.
- [37] Li J B, Wen Y, Zhou Q, et al. Influence of vegetation and substrate on the removal and transformation of dissolved organic matter in horizontal subsurface-flow constructed wetlands[J]. *Bioresource technology*, 2008, 99(11): 4990—4996.
- [38] Toscano A, Langergraber G, Consoli S, et al. Modelling pollutant removal in a pilot-scale two-stage subsurface flow constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(2): 281—289.
- [39] Hijosa-Valsero M, Sidrach-Cardon R, Martin-Villacorta J, et al. Statistical modelling of organic matter and

- emerging pollutants removal in constructed wetlands[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(8): 4981—4988.
- [40] Rustum R, Adeloje A J. Replacing outliers and missing values from activated sludge data using Kohonen self-organizing map[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2007, 133(9): 909—916.
- [41] Scholz M. *Wetland systems to control urban runoff*[M]. UK: Elsevier Science, 2006.
- [42] Tanner C C. Plants for constructed wetland treatment systems—A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species[J]. *Ecological Engineering*, 1996, 7(1): 59—83.
- [43] Wang Z, Dong J, Liu L, et al. Screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetlands treating swine wastewater[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 54(3): 57—65.

Modeling phosphorus removal in horizontal subsurface constructed wetland based on principal component analysis

Zhang Yan^{1,2}, Cui Lijuan^{1,2*}, Li Wei^{1,2}, Zhang Manyin^{1,2}, Zhao Xincheng^{1,2}, Wang Yifei^{1,2}, Zhang Yaqiong^{1,2}

(1. *Institute of wetland research, Chinese academy of forestry, Beijing 100091, China;*

2. *The Beijing Key Laboratory of Wetland Ecological Function and Restoration, Beijing 100091, China)*

Abstract: Performance of a horizontal subsurface constructed wetland (HSSF—CW) running for three years was studied. Response curves of the area removal of total phosphorus (TP) to the changes in water temperature were analyzed for different treatment cells. The temporal changes in the area removal of TP in different treatment cells were simulated by the sinusoidal function. Based on the statistical methods of principal component analysis (PCA) and redundancy analysis (RDA), the main environmental factors influencing the removal of TP were selected. Afterwards, the effluent TP concentration (TP_o) was simulated and predicted through the artificial neural network (ANN). The results suggested that the area removal of TP was insensitive to water temperature changes when the water temperature was low ($<20^{\circ}\text{C}$), while great fluctuations combined with an increase of the area removal of TP occurred as the water temperature increased to a higher degree ($>20^{\circ}\text{C}$). The highest value of area removal TP ($3.27\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) was reached at the temperature of 24.5°C . The relationship between the area removal of TP and the water temperature in different treatment cells was described by the polynomial function, and consequently reasonable accuracy was obtained ($R^2=0.1082$, $p=0.000$). The variation of area removal of TP in different months was found to be in line with sinusoidal changes ($R^2=0.231$, $p=0.000$). The area removal of TP with a plateau of $0.397\pm 0.125\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ observed in August was higher than that in autumn. The average area removal of TP was $0.331\pm 0.132\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ in summer. With the method of PCA and RDA, the relationship between the area removal of TP and different environmental factors was analyzed. As a result, the main impact factors including the influent TP concentration (TP_i), wastewater temperature (Temp), flow rate (Flow), dissolved oxygen (DO), pH and evapotranspiration (ET) were found, and subsequently selected as the input parameters for ANN modeling. Comparison of the actual and simulated TP_o values indicated a certain accuracy of the model in predicting the trend and scale of TP_o in the HSSF—CW ($R^2=0.677-0.800$). The results of this research could provide scientific support for the improvement and management of HSSF—CWs.

Key words: phosphorus, principal component analysis, models, horizontal subsurface constructed wetland, artificial neural network

(责任编辑: 秦学敏)